

ESTUDO DA ACLIMATAÇÃO DE LODO ATIVADO COM EFLUENTE “IN NATURA” DA INDÚSTRIA DE PESCADO

Roberta dos Reis Ribeiro¹, Daniela Patrícia Mesquita², Maria Alice Zarur Coelho³

¹ Bolsista de Iniciação Científica PIBIC/CNPq/UFRJ, discente do curso de Engenharia Química

² Aluna de doutorado da IBB – Institute for Biotechnology and Bioengineering, Centre of Biological Engineering, Universidade do Minho

³ Professora do Departamento de Engenharia Bioquímica/Escola de Química/UFRJ

^{1,3} Universidade Federal do Rio de Janeiro, Av. Horácio Macedo, 2030, Centro de Tecnologia - Escola de Química, Bloco E SI E-201 - Ilha do Fundão, Rio de Janeiro- Brasil - CEP 21941-909, Telef.: (21) 2562-7622

² Departamento de Engenharia Biológica, Universidade do Minho, Campus de Gualtar 4710-057 Braga PORTUGAL

e-mail: robertadosreisribeiro@gmail.com

RESUMO: O presente trabalho estudou a adaptação e a atividade do lodo biológico procedente de um reator UASB de uma estação de tratamento de efluentes de uma indústria de processamento de pescado, para remoção biológica de nitrogênio em um Reator Batelada Sequencial instrumentado em escala de bancada. A adaptação consistiu em aumento sequencial da carga aplicada nas razões volumétricas efluente *in natura*: efluente sintético de 1:3,33; 1:2,5; 1:2,0; sendo a concentração inicial de inóculo empregada de 20 g SSV/L. Durante este período foram acompanhadas as variações de DQO, nitrato e amônia, onde se obteve uma remoção de até 80% da carga orgânica do efluente e de até 97% da matéria nitrogenada. O experimento com diluição de 1:3,33 foi realizado com adição de 0,5 % de sal para avaliar o efeito da salinidade, o qual também é considerado na análise dos resultados obtidos.

PALAVRAS-CHAVE: Efluente Industrial Pescado, Aclimação, Remoção de Matéria Orgânica.

INTRODUÇÃO

A industrialização e o surgimento de novas tecnologias e produtos promoveram ao longo dos últimos anos o progresso associado a vários problemas ambientais. O emprego de microrganismos na degradação dos poluentes é comumente adotado em estações de tratamento de efluentes industriais onde sistemas anaeróbicos e/ou aeróbicos são implantados.

O princípio de depuração para lodos ativados com biomassa suspensa emprega como elementos ativos os flocos biológicos, os quais, em contato com substrato biodegradável e na presença de oxigênio, crescem e floculam (Biton, 1994). Os flocos biológicos são formados por consórcios de microrganismos que configuram comunidades dinâmicas, cada uma das quais possui uma determinada finalidade no processo de lodos ativados.

O processo de sedimentação da biomassa, necessário para a separação do efluente tratado, só é possível graças à floculação (Mendonça, 2002).

A produção de águas residuais em unidades de processamento de peixe apresenta-se de forma complexa, devido à presença de compostos protéicos e de elevada concentração salina, principalmente no caso de produção de conservas (Castro, 2003). O efluente da indústria de pescado é gerado em diversas etapas do processamento, tais como:

- ii. Condensação nas câmaras frigoríficas;
- iii. Evisceração, salmoura, acondicionamento em latas;
- iv. Cozimento, adição do óleo;
- v. Recravamento das latas;
- vi. Lavagem das latas;
- vii. Autoclavagem e lavagens para resfriamento.

Além das águas de lavagens do pescado, há também as lavagens de pisos e equipamentos, bem como o esgoto sanitário gerado na fábrica.

O processo de tratamento que há mais de 15 anos tem sido usado no Brasil e que considera inclusive a sazonalidade da pesca é constituído de três etapas:

- i. Preliminar (peneiramento e equalização): remoção de escamas e pedaços de peixes.
- ii. Primária (clarificação físico-química por adição de coagulantes químicos e cloreto férrico, por flotação): remoção de óleos emulsionados, e sólidos coloidais.

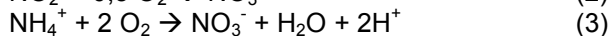
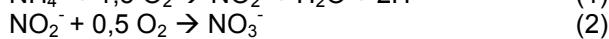
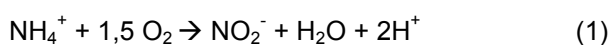
Secundária (biodigestão): remoção da matéria orgânica dissolvida em reator anaeróbio.

Além da remoção da matéria orgânica alcançada nestes sistemas, a remoção de nutrientes deve ser considerada devido aos fenômenos de eutrofização que deterioram a qualidade dos corpos receptores bem como o equilíbrio do ecossistema. As bactérias decompositoras da matéria protéica transformam o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal e a remoção biológica de nitrogênio compreende dois

- i. Recepção do pescado;

processos sequenciais: a nitrificação e a desnitrificação.

A nitrificação é o processo de bio-oxidação da amônia que se dará em duas etapas distintas: o nitrogênio amoniacal é oxidado biologicamente a nitrito e/ou a nitrato por dois gêneros de bactérias autotróficas, sendo *Nitrossomas sp.* responsáveis pela etapa de oxidação da amônia a nitrito e *Nitrobacter sp.* responsáveis pela etapa de oxidação subsequente onde o nitrito é convertido a nitrato. Tais processos biológicos podem ser descritos pelas Equações 1, 2 sendo a Equação 3 a reação global :



Na desnitrificação o nitrato é reduzido a nitrogênio molecular (N_2) em condições anóxicas. Para que esta transformação ocorra, os microrganismos requerem uma fonte de carbono orgânico (doador de elétrons), que pode ser adicionado artificialmente (von Sperling, 1997).

Em unidades de tratamento em escala industrial, cujo interesse é a remoção conjunta da carga orgânica e a transformação do nitrogênio nas formas de nitrogênio amoniacal e nitrato para a forma molecular (N_2), é frequentemente necessário o uso de fontes externas de carbono na etapa de desnitrificação, pois o nitrato é o produto de uma reação de nitrificação em condições aeróbicas, nas quais ocorre também eliminação do carbono orgânico (Souza e Foresti, 2000).

O Reator Batelada Sequencial (RBS) tem se apresentado como um bom sistema para remoção biológica de nitrogênio (Coelho *et al.*, 2000; Souza *et al.* 2008). É um sistema que apresenta variação temporal das condições do meio podendo ser encarado como um processo cíclico, orientado temporalmente. O tratamento com RBS pode ser implantado com a utilização de um ou mais tanques, cada qual realizando as cinco operações distintas por ciclo: enchimento, reação, sedimentação, descarga e tempo de repouso.

Entre as vantagens que têm sido atribuídas ao RBS destaca-se a facilidade de adaptação desta tecnologia a variações contínuas de concentrações de poluentes, o que permite sua utilização para o tratamento de efluentes variados tais como os provenientes das indústrias alimentícia, petroquímica, papel e celulose, couros, esgotos municipais e domésticos. Além de sua flexibilidade, esta tecnologia tem provado ser altamente eficiente na remoção de fósforo e nos

processos de nitrificação/desnitrificação (Ginoris, Y. P. 2006).

A capacidade de acúmulo e de utilização de produtos armazenados (sintetizados durante o período anóxico) favorece o aparecimento de bioflocos na biocenose do lodo ativado do RBS. Assim, as características de sedimentabilidade deste sistema são referentes à existência de bioflocos grandes e densos. Deve-se atentar também para o controle dos microrganismos filamentosos de forma a manter uma boa sedimentabilidade, fator crucial para que a etapa de separação da biomassa não seja limitante do ciclo, inviabilizando a utilização do sistema.

Ainda existem poucos estudos para a remoção biológica de nutrientes para efluentes salinos. Intrasungkha *et al.* (1997) investigaram a remoção biológica de nutrientes de águas residuais usando um RBS. Foram obtidos resultados aceitáveis para baixas concentrações de sal (0,03% a 0,2%). Abu-ghararah e Sherrard (1993) verificaram que para 0,4% de sal há uma diminuição da remoção de amônia do efluente.

Adaptação da Biomassa

Apesar da capacidade dos microrganismos em degradar compostos orgânicos tóxicos ocorre que poucos sistemas são altamente eficientes na biodegradação pois não há o controle dos microrganismos envolvidos na biodegradação (WILMES & BOND, 2004).

A partida de um sistema de lodos ativados quando colocados à frente de compostos de difícil degradação pode ocasionar sérios problemas ao processo e até mesmo interromper as atividades biológicas do sistema (Cordi *et al.* 2008).

No tratamento de despejos industriais, em especial àqueles projetados para a remoção de poluentes específicos, torna-se necessário a adaptação da biomassa para que esta seja capaz de degradá-los. Assim sendo, a capacidade de degradação do sistema de lodos ativados pode ser aumentada se o inóculo for adaptado (NAKAMURA *et al.*, 2005).

Uma variedade de fenômenos tem sido propostos para explicar esta fase, como por exemplo, a ocorrência de um processo de seleção e multiplicação dos organismos selecionados. O tempo necessário para que a adaptação ocorra a contento depende da fonte de biomassa utilizada, temperatura, pH, concentração de oxigênio dissolvido, idade do lodo e do tipo de substrato utilizado (Cordi *et al.* 2008).

Na literatura encontram-se descritos o tempo de duração da fase de adaptação da biomassa tende a ser mais longa devido a

toxicidade dos compostos a serem tratados (Kargi & Eker, 2006).

Como o tempo de aclimação da biomassa depende das condições específicas do sistema, não é possível pré estabelecer um tempo de adaptação padrão (MARKIETTO et al., 2003). Isto é bastante comum em processo que envolvem biotecnologia, nos quais as condições determinadas para um sistema específico não podem ser estendidas a outros sistemas (Cordi et al 2008).

A alimentação da biomassa presente no reator deve ser feita continuamente durante esta fase, de maneira a se obter elevados tempos de retenção hidráulica, que poderá ser diminuído ao longo do processo de adaptação dos organismos (Cordi et al 2008).

O monitoramento dos sistema durante a fase de adaptação da biomassa pode ser restringido à determinação dos sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV), uma vez que indicam respectivamente, a concentração aproximada de lodo e microorganismos presentes no sistema. Desta forma acompanha-se o crescimento da biomassa até que os valores típicos de sólidos em suspensão voláteis sejam atingidos (entre 1500 e 4000 mg SSV L⁻¹, dependendo do tipo de sistema utilizado) (Von Sperling, 1997).

Índice Volumétrico do Lodo (IVL)

Este parâmetro define-se como sendo o volume ocupado por uma grama de sólidos presente no reator, após um período de sedimentação de 30 minutos. O IVL se define pela seguinte Equação 4:

$$IVL = V/SS$$

(4)

Onde V é o volume ocupado pelo lodo após 30 minutos de sedimentação (realizado numa proveta de 1000 mL) e SS é a concentração de sólidos suspensos no reator, sendo o IVL expresso em mL g⁻¹. Este parâmetro é indicador das características de decantação dos lodos (Cordi et al, 2008). Um aumento significativo de IVL prejudica a sedimentação e a separação entre o efluente e a biomassa empregada no tratamento (Jenkins et al., 1993).

Degradação da matéria orgânica carbonácea

Na etapa de biotransformação o afluente a ser tratado entra em contato com o floco microbiano na presença de oxigênio, favorecendo a oxidação pelas bactérias aeróbias e facultativas

da matéria orgânica a compostos de baixa energia, sendo a energia liberada nas reações de oxidação/redução utilizada para a síntese de material celular.

Como resultado, são obtidos nitratos, sulfatos e dióxido de carbono, além de outros produtos intermediários do catabolismo oxidativo.

A avaliação da eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto é normalmente feita com base no potencial de depleção de oxigênio causado pela matéria orgânica presente na água residuária em questão.

Embora seja uma simplificação do potencial poluidor, esse método é considerado o modo mais prático de se medir a 'força' da água residuária ou a carga orgânica que é lançada no ambiente. Embora as duas técnicas tenham vantagens e desvantagens, a DQO talvez seja o parâmetro mais usado por ser mais rápido e relativamente simples (Ginoris, Y. P., 2006).

Remoção biológica de nitrogênio

Nos esgotos sanitários, o nitrogênio está essencialmente presente na forma orgânica (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos), amoniacal e, em menor quantidade, como nitrato (NO₃⁻) e nitrito (NO₂⁻); este último muito instável e rapidamente oxidado a nitrato.

A decomposição bacteriana do material protéico e a hidrólise da uréia transformam nitrogênio orgânico em amônia. A amônia (matéria nitrogenada inorgânica) pode apresentar-se tanto na forma de íon (NH₄⁺) como na forma livre não ionizada (NH₃), segundo um equilíbrio dinâmico.

A remoção do nitrogênio no processo de tratamento biológico de esgotos compreende dois processos: a nitrificação e a desnitrificação (Ginoris, Y. P. 2006).

O objetivo do trabalho foi a avaliação do potencial de biodegradação de diferentes razões de efluente "in natura" de uma indústria de transformação de pescado, visando tanto a remoção de matéria carbonácea como nitrogenada. A influência da salinidade no desempenho do sistema também foi avaliada.

MATERIAIS E MÉTODOS

Instalação laboratorial

A instalação laboratorial utilizada para este trabalho encontra-se representada na Figura 1, onde se pode observar: reator biológico de 50L, tanque de alimentação com capacidade para 50L, bomba dosadora para alimentação, sensores e transmissores de pH, oxigênio dissolvido e nível.



Figura 1- Instalação laboratorial.

Composição do Efluente Sintético e Inóculo

A composição do efluente sintético usado nos vários testes para diluição do efluente “*in natura*” está apresentada na Tabela 1 com adição de elementos-traços para a manutenção da biomassa. A concentração de NaCl adicionada ao sistema no estudo de salinidade foi de 0,5%. O inóculo apresentava uma concentração inicial de sólidos suspensos voláteis de 20g/L. A biomassa foi mantida no interior do reator durante todo o período experimental.

Tabela 1: Composição do efluente sintético utilizado na diluição do efluente “*in natura*”.

Componente	Concentração (mg/L)
NH ₄ Cl	76,1
C ₆ H ₁₂ O ₆	300
MgSO ₄	16,7
NaCl	10,1
NaHCO ₃	243,3
Na ₂ HPO ₄ .12H ₂ O	46,2
CaCl	4,7
KCl	4,7
CuSO ₄	0,2
ZnSO ₄	0,2
FeCl ₃	0,2

Efluente “*in natura*”

O efluente *in natura* foi gentilmente cedido por Pepsico do Brasil LTDA, sediada em São Gonçalo, RJ. Dois lotes foram empregados em ocasiões distintas onde os dados de caracterização estão apresentados na Tabela 2,

visto que a indústria de pescado apresenta sazonalidade no processamento.

Tabela 2: Caracterização do efluente “*in natura*” gerado durante o processamento de pescado.

Efluente “ <i>in natura</i> ” (mg/L)	
Parâmetros	Faixa de Valores
DQO	1670-3906
NH ₄ ⁺	103-506
NO ₃ ⁻	13-184
Óleos e Graxas	58 - 349

Estratégia Experimental RBS

A estratégia por pulsos simétricos utilizada para alimentação e aeração foi anteriormente empregada por Coelho *et al.* (2000). Cada ciclo realizado decorreu durante 360 minutos. A estratégia, conforme mostra a Figura 2, consiste na alternância da fase aeróbia para a fase anóxica de 30 em 30 minutos. Durante os 210 minutos iniciais a alimentação do sistema variava da mesma forma. Nos 150 minutos finais a alimentação foi suprimida. Esta estratégia visa à obtenção de elevadas percentagens de remoção de amônia do efluente, minimizando as concentrações inibitórias para os microrganismos no interior do reator.

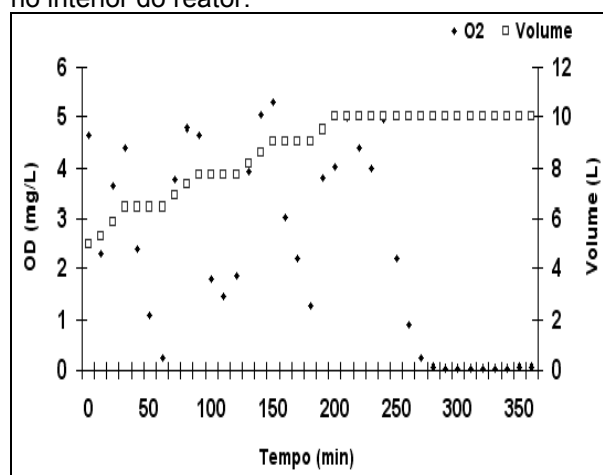


Figura 2 - Estratégia adotada para estudo da biodegradação de efluente “*in natura*”.

Sistema de aclimação

Além dos controles físico-químicos, o acompanhamento do processo de aclimação foi realizado também por microscopia ótica do floco, para assim avaliar a forma com que os filamentosos estavam em relação aos flocos, visto

que quando os filamentosos estão ligando os flocos (Figura 3B) caracteriza a qualidade de sedimentabilidade demoderada a ruim (Jenkins *et al.*, 1993).

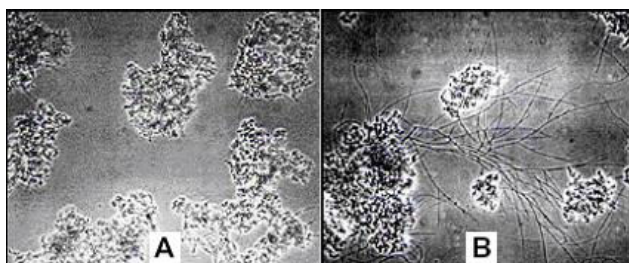


Figura 3: Filamentosos: (A) fazendo parte dos flocos e (B) interligando os flocos. (FONTE: Jenkins *et al.*, 1993).

O processo de aclimação está representado na Figura 4, onde havia a troca do meio a cada 48 horas, em regime de 12 horas de aeração e 12 horas sem aeração (o reator era carregado e seu conteúdo era misturado completamente) e retiradas alíquotas a cada troca para avaliação de fator de carga F/M (kg DQO / Kg SSV), relação alimento/biomassa e percentuais de remoção de DQO e NH_4^+ , para cada diluição estudada do efluente “in natura”.

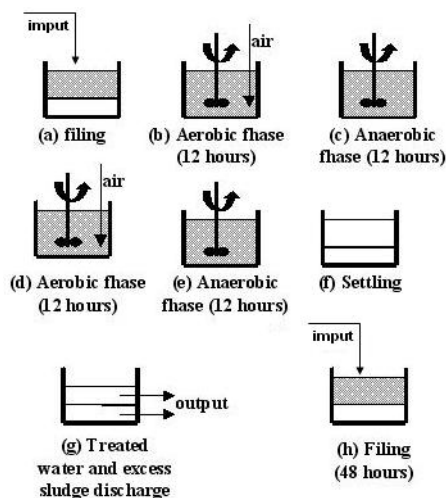


Figura 4: Esquema da aclimação da fauna microbiana.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os valores obtidos experimentalmente para o desempenho do sistema são apresentados na Tabela 3 e assinalam uma maior quantidade de sólidos suspensos voláteis no RBS para as menores diluições estudadas.

Mesquita (2006), ao estudar o fenômeno de remoção de DQO em RBS na concentração salina de 0,5% observou que a presença de sal

não se mostrava inibitória com relação à remoção de DQO. Este fenômeno também é verificado na Tabela 3 onde o experimento com adição de 0,5% de sal apresenta valores para remoção de DQO similares àsquelas dos experimentos conduzidos sem a presença de salinidade no efluente.

Tabela 3 - Desempenho do sistema para as condições estudadas.

Diluição	% Remoção de DQO	% Remoção NH_3^+
2	84	53
2*	75	54
2,5	72	98
2,5*	88	53
3,33 (0,5%)	64	26
3,33 (0,5%)*	98	Não Observada

Dado que a remoção de DQO se manteve constante (em torno de 80%) em todas as diluições estudadas (Tabela 3), os resultados obtidos neste trabalho apontam que a biomassa proveniente de um reator UASB foi capaz de se adaptar à nova condição ambiental. O aumento gradual da quantidade de efluente *in natura* não conduziu a deterioração do desempenho do sistema, o que permite um uso mais eficiente do volume reacional.

A Tabela 3 também apresenta os valores obtidos para a remoção de nitrogênio amoniacal e observa-se que no experimento com maior diluição e com presença de sal houve os menores percentuais de remoção deste íon.

Adicionalmente, pela Figura 5 verifica-se que houve em média uma constancia com relação ao IVL para as diluições estudadas de efluente “in natura”.

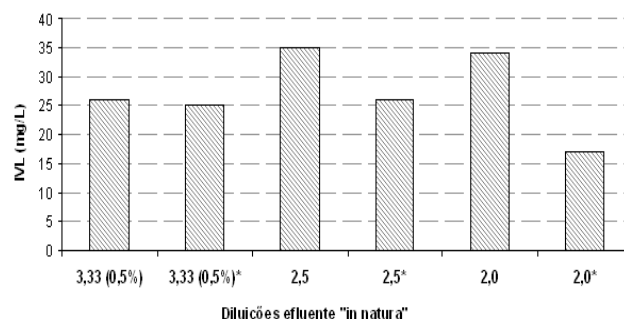


Figura 5 – Variação do IVL para as diluições do efluente *in-natura* estudadas (*Duplicatas realizadas para cada diluição).

Segundo Von Sperling (1997), o IVL pode ser interpretado de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4: Sedimentabilidade versus IVL

Decantabilidade	IVL (mL/g)
Ótima	0-50
Boa	50-100
Média	100-200
Ruim	200-300
Péssima	>300

Fonte: Adaptado de Von Sperling (1997).

A Figura 5 e a Tabela 4 podem ser correlacionadas e observa-se que o sistema apresentou ótima decantabilidade em todas as diluições estudadas visto que os valores de IVL obtidos estão entre 17 - 34 (mg/L) que segundo Von Sperling (1997) classifica como ótima sedimentabilidade.

Tabela 5: Critérios de caracterização da qualidade de sedimentabilidade do lodo. Avaliado para lodos ativados (em batelada) com biomassa suspensa (baseado em Jekins et al., 1993; Mendonça, 2002).

QUALIDADE DE SEDIMENTABILIDADE DO LODO			
CRITÉRIO	BOA	MODERADA	RUIM
Tamanho dos flocos	Grande (G)	Intermediário e Médio (M)	Pequeno (P) e pin point (PP)
Forma dos flocos	Levemente difuso (LD)	Compacto (CO)	Difuso (DI)
Abundância dos Filamentosos	Intermediária (nível C)	Vários (nível D)	Poucos (nível A e B) Excessivo (nível E)
Filamentosos	Fazendo parte do flocos (FP)	Misto (MI)	Ligando os flocos (LF)

Para se avaliar as diferenças morfológicas do lodo ativado foram realizadas microscopias óticas que estão apresentadas na Figura 6. Observa-se durante a aclimação que os flocos em todas as diluições se mantiveram grandes e os filamentosos se apresentaram fazendo parte dos flocos segundo a Tabela 5 e Figura 3B, caracterizando assim uma boa sedimentabilidade do lodo.

Por outro lado, a adição de 0,5% de sal parece conduzir a desfloculação dada a presença de flocos frágeis e dispersos Tabela 5, fato que corrobora o aumento de turbidez do efluente tratado. Este processo de desfloculação da biomassa é agravado conforme a relação volume de efluente *in natura* : volume de efluente sintético aumenta. Ou seja, apesar do desempenho do sistema aparentemente não ter sido afetado por uma carga maior do efluente *in natura* (Tabela 3), a biocenose do lodo ativado foi alterada, levando a um aumento expressivo da turbidez do efluente tratado.

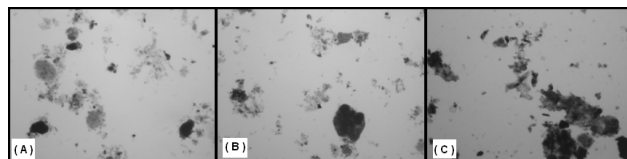


Figura 6 - Microscopia ótica (aumento total 100X): diluição 1:3,33 (A) com adição de NaCl; (B) diluição 1:2,5 e (D) diluição 1:2,0.

Barbusinski e Koscielniak (1995) observaram um aumento no tamanho dos flocos de lodo ativado com incremento de carga orgânica alimentada ao sistema, devido principalmente à maior produção de exopolissacarídeos. Estes autores também constataram que cargas elevadas alimentadas ao sistema por períodos prolongados de tempo provocam problemas de sedimentação.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos indicam que a biomassa proveniente de um reator UASB quando aclimatada em um Reator Batelada Sequencial, adotando uma estratégia por pulsos simétricos para a alimentação e para aeração permitiu obter bons índices de remoção de DQO que se manteve constante em torno de 80%, quanto a remoção de nitrogênio amoniacal o maior percentual foi alcançado no experimento com razão de 1: 2,5 de efluente "*in natura*" com 97% de remoção de amônia entretanto se manteve com valores de remoção em aproximadamente em 50%. O sistema apresentou boa decantabilidade em todas as condições estudadas visto que os valores de IVL obtidos estão entre 15-30 (mg/L) que se classificam como sedimentabilidade ótima.

Entretanto ao se observar ao microscópio os flocos do experimento com a adição de 0,5% de sal, observou-se que a presença de sal no meio parece conduzir a desfloculação dada a presença de flocos frágeis e dispersos, fato que corrobora o aumento de turbidez do efluente tratado.

Apesar do desempenho do sistema aparentemente não ter sido afetado por uma carga maior do efluente *in natura*, a biocenose do lodo ativado foi alterada, levando a um aumento expressivo da turbidez do efluente tratado.

5.REFERÊNCIAS

ABU-GHARARAH Z.H., SHERRARD J.H. Biological nutrient removal in high salinity wastewater. J. Environ. Sci. Health v. 28, p. 599-613, 1993.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 17th Edn., Washington, D.C., 1989. p.427-433, 1998.

BABUSINSKI, K.; KOSCIELNIAK, H. (1995). Influence of Substrate Loading Intensity on Floc Size in Activated Sludge Process. *Water Research*, v. 29, pp. 1703-1710.

BITTON, G. (1994). Wastewater Microbiology, Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, Wiley-Liss, New York, USA.

CASTRO, A. B. Remoção Biológica de Nitrogênio em Efluentes da Indústria Alimentícia utilizando Reator Batelada Sequencial (RBS). Tese M.SC., UFRJ/IQ, Rio de Janeiro, Brasil, 2003.

COELHO, M.A.Z., RUSSO, C., ARAÚJO, O.Q.F. (2000) Optimization of a Sequencing Batch Reactor for Biological Nitrogen Removal, *Water Research*, 34(10): 2809-2817.

FREIRE, D.D.C., SANT'ANNA Jr. (1998). A Proposed Method Modification for the Determination of COD in Saline Waters. *Environmental Technology* 19: 1243-1247.

GINORIS, Y. P.; Aplicação de técnicas de análise de imagens no monitoramento. Dissertação (Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Escola de Química – EQ, 2006.

IRWINE R.L., KETCHUM L.H., Sequencing batch reactors for biological wastewater treatment. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 18 (1989), pp. 255–294.

INTRASUNGKHA, N., KELLER, J., BLACKALL, L.L. (1999). Biological nutrient removal efficiency in treatment of saline wastewater. *Water Science & Technology* 39: 183-90.

JENKINS, D.; RICHARD, M.G.; DAIGGER, G. (1993). Manual of the control of activated sludge bulking and foaming, 2nd edition, Lewis Publisher, Boca Raton.

MARCHETO, M., et al. Estimate of denitrifying microbiota in tertiary sewage treatment and kinetics of the denitrification process using different

sources of carbon. *Brazilian Journal of Microbiology* v. 34, p. 104-110, 2003.

MESQUITA, D. P., Monitoração e Análise de Imagem de um Reactor Descontínuo Seqüencial de Lamas Activadas, Tese M.SC., UFRJ- EQ/ Universidade do Minho, Braga, Portugal, 2006.

METCALF E EDDY. **Waste Engineering**, NY, McGraw Hill, th. ed. 1334 p., 2003.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. São Carlos, 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), UFSCar.

NAKAMURA E.M., et al. Study and development of LDPE/starch partially biodegradable compounds. *Journal of Materials Processing Technology*. V. 162, p. 236-241, 2005.

SOUZA, J.T.; FORESTI, E. (2000). Domestic Sewage Treatment in na Upflow Anaerobic Sludge Blanket - Sequencing Batch Reactor System. *Water Science and Technology* 33(3): 73-84.

SOUZA, S.M. ARAÚJO, O.Q.F., COELHO, M.A.Z. (2008) Model-based optimization of a sequencing batch reactor for biological nitrogen removal, *Bioresource Technology* v. 99, p. 3213–3223.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas gerais, 1997. p. 416.

WILMES, P.; BOND P.L. The application of two-dimensional polyacrylamide gel electrophoresis and downstream analyses to a mixed community of prokaryotic microorganisms. *Environmental Microbiology* v. 6, p. 911-920, 2004.